doi:10.13866/j.azr.2019.02.27

榆林市景观生态风险及其时空分异①

石玉琼[1,2,3]， 王宁练[2,3]， 李团胜[4]， 汪　晗[4]

（1. 山西农业大学林学院，山西 太谷 030800；2. 西北大学城市与环境学院，陕西 西安 710124；
3. 西北大学陕西省地表系统与环境承载力重点实验室，陕西 西安 710124；
4. 长安大学地球科学与资源学院，陕西 西安 710054）

摘　要： 以2000年、2005年、2010年和2015年ETM遥感影像为数据源，基于景观格局、生态敏感性和植被生产力构建景观生态风险综合指数，以ArcGIS 10.2和GS+9.0软件为平台，研究榆林市景观生态风险时空分异。结果表明：榆林市景观生态风险程度总体较高；2000年、2005年和2010年以中度风险为主，2015年以高度风险为主；2000—2010年，中度风险区范围在扩大，高度风险区范围在缩小；2010—2015年，中度风险区范围迅速缩小，而高度风险区范围迅速扩大。榆林市景观生态风险空间变异较小，景观生态风险空间相关性中等。2000年自然因素对景观生态风险空间变异的影响略大于人为因素的影响，2005年和2010年的影响基本相当，2015年则受自然因素影响较大。

关键词： 景观生态；风险指数；时空分异；结构特征；榆林；陕西

生态风险评价是资源环境管理以及生态建设的重要依据，是当前宏观生态学研究的热点之一。它起源于20世纪80年代，随着生态风险评价研究的快速发展，评价尺度从生态系统向景观、区域不断扩大，评价对象从单一类型生态系统到多种生态系统的空间镶嵌。景观生态风险指自然或人为因素影响下景观格局与生态过程相互作用可能产生的不利后果[1]。其风险源主要在于人为景观的增加，自然景观的减少，人类活动改变地表生态系统的格局和组成结构，从而导致生态系统失衡，生态风险增加[2]。我国学者对景观生态风险评价进行了卓有成效的研究，目前已初步形成了具有一定国际引领意义的景观生态风险评价研究框架[1]。研究案例也比较多，研究对象主要以流域[2-12]、行政区[13-15]和城市地域[17-20]为主，另有海岸带及沿海地区[21-24]、海岛[25-26]、山地区域[27-28]、矿区[29]和水利枢纽区域[30]的景观生态风险评价研究，也有针对具体建设项目如水电站建设的景观生态风险研究[31]。

景观生态风险评价多以风险源汇模式和景观生态模式为主[32-33]，尤其是景观生态模式应用较广。两种模式各有利弊[33]。景观生态模式多以景观指数法来刻画景观生态风险，所用景观指数主要是反映景观结构的指数，如破碎化、分离度指数、优势度指数等[33]。除这两种方法外，还有用状态—压力—响应模型，结合投影寻踪法[19]、基于"潜力—连通度—恢复力"三维准则建立评价指标体系[18]、基于生态系统服务[33]等评价景观生态风险。

目前景观生态模式着重于从景观格局方面建立评价指数，没有考虑景观生态系统的植被生产力，植被是景观生态系统活力及其功能的体现，植被生产力高，其景观生态系统活力强，受到外界干扰后，恢复能力强，生态风险相对较小。本文试图把景观格局和植被生产力结合起来，构建景观生态风险指数。

榆林作为能源化工基地，同时是陕西退耕还林还草工程的重点地区之一，人类活动影响强烈。本文利用2000年、2005年、2010年和2015年4期ETM遥感影像作为数据源，对榆林市景观生态风险进行分析评价，以揭示研究区景观生态风险时空变化特征，为该区域生态环境管理和建设提供依据。

1　研究地区与研究方法

1.1　研究区概况

榆林市(36°57′~39°35′N,107°15′~111°15′E)

① **收稿日期：** 2018-07-12； **修订日期：** 2018-09-25
基金项目： 国家重点研发计划项目(2017YFC0404302)；国家自然科学基金项目(31140042)
作者简介： 石玉琼(1985-)，女，讲师，主要从事景观生态研究
通讯作者： 王宁练. E-mail: nlwang@nwu.edu.cn

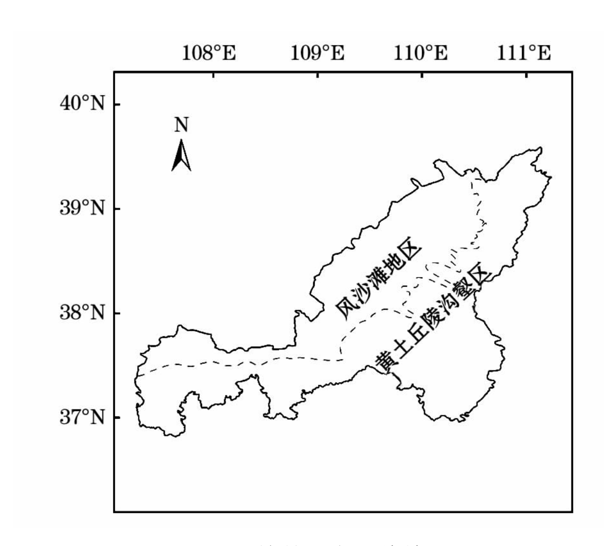


图 1　榆林两大地貌单元

Fig. 1　Two main geomorphic units in Yulin

位于陕西省最北部,总面积 43 578 km^2,辖 1 区 11 县。地貌上可分为两大单元(图 1):风沙滩地区和黄土丘陵沟壑区,二者大体以长城为界,毛乌素沙漠南缘的风沙滩地区属鄂尔多斯高原的一部分,黄土丘陵沟壑区属黄土高原的一部分。气候属温带半干旱大陆性季风气候,四季分明,年平均气温 10 ℃,年平均降水量 400 mm 左右,年内降水量多集中于 6—9 月。土壤主要有风沙土、黄绵土、新积土、灰钙土、栗钙土、黑垆土、盐土等。地带型植被为干草原和森林草原,主要植被有森林、干草原、灌丛、草甸、沙生植被、盐生植被等。榆林矿产资源极其丰富,有煤、天然气、石油、盐等,为陕北能源化工基地的核心区域。

1.2　资料与方法

1.2.1　资料与数据处理　本文所用遥感影像资料来源于中国科学数据云(http://www.csdb.cn)。在 2000 年、2005 年、2010 年和 2015 年 ETM 遥感影像解译得到的 4 期景观类型(景观类型是参考中国科学院土地覆盖分类体系,结合研究需要划分)图(解译精度均在 87.5% 以上,图 2)的基础上,从两个方面计算景观生态风险指数,一是以榆林市为整体景观,计算 4 个时相的景观生态风险指数,以确定整个榆林景观生态风险大小和动态变化;二是将研究区域用 10 km × 10 km 的网格进行划分,共分为 527 块

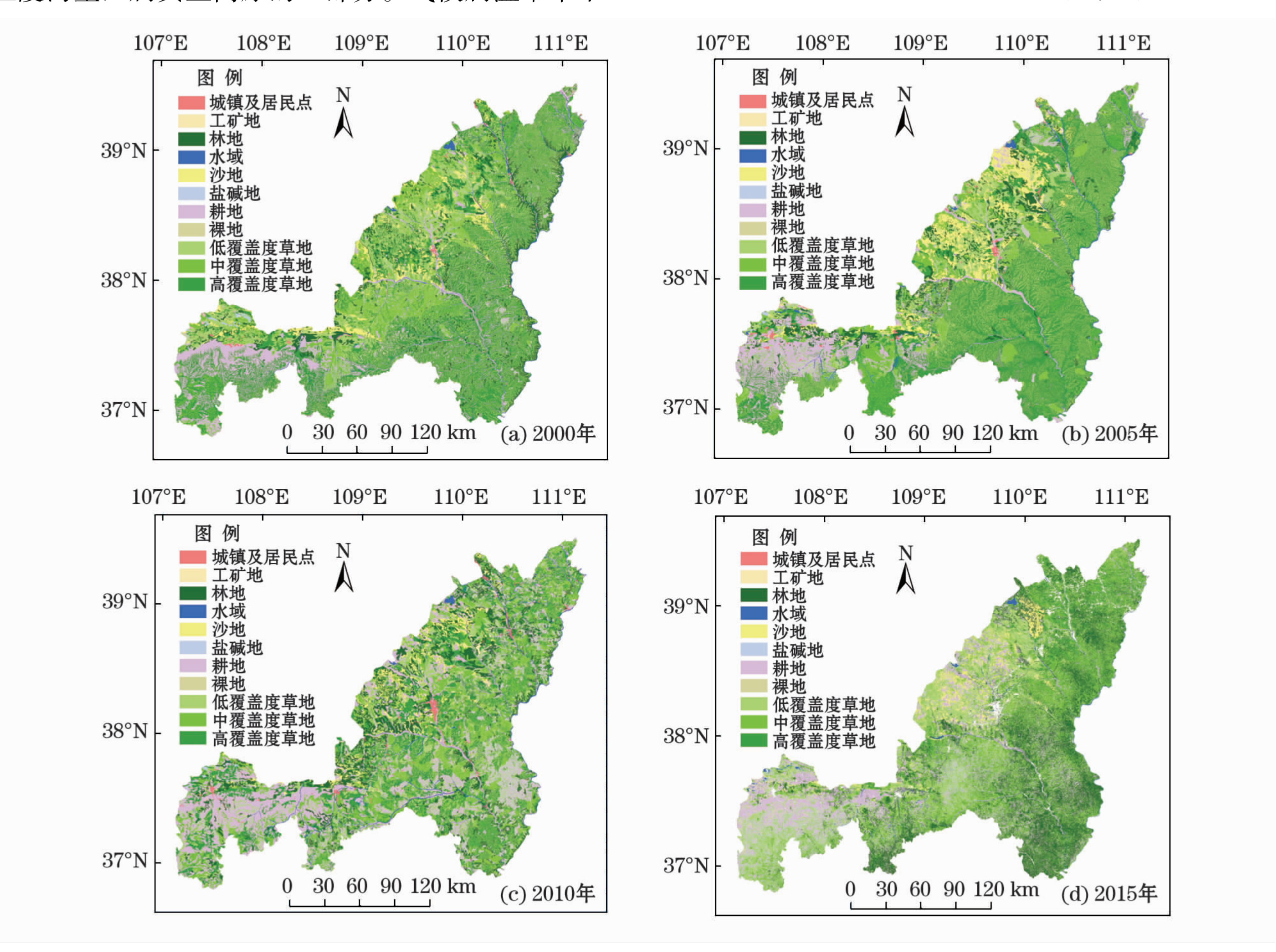


图 2　榆林市各年份景观生态

Fig. 2　Landscape ecology in Yulin in different years

景观生态小区，计算4期每块生态小区的景观生态风险指数。

地统计学方法是分析区域化变量空间异质性的有效工具，它是通过变异函数确定变量因子的空间变异程度及空间变异尺度[34]，变异函数是地统计学特有的基本工具。本文利用SPSS 20.0对各年景观生态风险小区的风险指数进行描述性统计和正态分布检验，采用GS+9.0软件进行地统计分析，建立变异函数的半方差理论模型，研究其空间分异。

1.2.2 景观生态风险评价 景观生态系统结构越复杂，多样性越高，景观类型越丰富，抵御风险的能力越强[21]。景观破碎化是景观生态系统生物多样性丧失的一个主要原因，因此，景观破碎化也会加大景观生态风险。景观连接度高，景观要素间的相互联系多，其风险小。敏感性高的景观，其生态系统容易受损，其风险也高。植被是陆地景观生态系统活力的象征，景观生态系统植被生物量大、覆盖度高，恢复能力强，生态风险小。因此，本文从景观破碎化、景观连接度、景观生态敏感性、景观多样性以及植被生产力角度来刻画景观生态风险。本文采用景观破碎化指数（*FRAG*）、连接度指数（*CONNECT*）、生态敏感性指数（*SENSI*）、景观多样性指数（*SHDI*）和*NDVI*来定量表达景观生态风险，其公式为：

$$ILER = 1 - \alpha CONNECT + \beta FRAG - \varphi SHDI - \delta NDVI + \varepsilon SENSI,\ (0 \leq ILER \leq 1) \quad (1)$$

式中：*ILER*为景观生态风险指数；α、β、φ、δ和ε分别为相应项的权重，用*IDRISI*软件中的权重计算模块通过两两比较，构建判断矩阵来计算，其值分别为0.221 6、0.221 6、0.221 6、0.271 6和0.063 6。

*CONNECT*和*SHDI*为景观格局指数软件*FRAGSTATS*中景观水平上的两个指数。

*NDVI*利用250 m 2000年、2005年、2010年和2015年年平均MODIS *NDVI*值计算；

笔者提出一个新的景观破碎化指数*FRAG*，其计算公式如下：

$$FRAG = (NP \times TE)/(TA \times 10\ 000) \quad (2)$$

式中：*NP*是景观内斑块总数；*TE*为景观内边界总长；*TA*为景观总面积。

景观生态敏感性指数*SENSI*从3个方面来计算：水土流失敏感性、沙漠化敏感性和人为因素敏感性。具体计算方法见文献[35]。

CONNET、*FRAG*、*SHDI*、*NDVI*和*SENSI*参数计算之后，再将其用公式(3)标准化，以消除其量纲，之后用公式(1)来计算景观生态风险指数。

$$X^* = (X - X_{min})/(X_{max} - X_{min}) \quad (3)$$

式中：X^*为参数标准化后的值，X是每个样本（每个生态小区）的相应参数值，X_{max}和X_{min}分别是所有样本中相应参数的最大值和最小值。

景观生态风险指数计算完成并对其进行地统计检验后，采用ArcGIS 9.3地统计模块中普通Krige插值法进行空间插值，按照景观生态风险指数的大小及分布情况，把景观生态风险分为4级：低度风险（$ILER < 0.4$）、中度风险（$0.4 \leq ILER < 0.6$）、高度风险（$0.6 \leq ILER < 0.8$）和极高度风险（$ILER \geq 0.8$），以说明景观生态风险的相对大小，得到榆林市景观生态风险分级图，并研究景观生态风险级别的时空变化。

景观生态风险各等级之间的转化用IDIRSI软件中的CROSSTAB模块进行运算，生成转化图，统计各等级之间的转化面积，然后计算转出率和转入率。i级景观生态风险区转化为j级景观生态风险区的转出率为：

$$ROUT_{i-j} = \frac{AREA_{(i-j)}}{AREA_{i1}} \times 100\%,\ (i \neq j) \quad (4)$$

i级景观生态风险的转出率为：

$$ROUT_i = \sum_i ROUT_{(i-j)},\ (i \neq j) \quad (5)$$

由i级景观生态风险区转入到j级景观生态风险区的转入率为：

$$RIN_{(i,j)} = \frac{AREA_{(i-j)}}{AREA_{j2}} \times 100\%,\ (i \neq j) \quad (6)$$

j级景观生态风险区的转入率为：

$$RIN_j = \sum_i RIN_{(i-j)},\ (i \neq j) \quad (7)$$

(4)~(7)式中，$ROUT_{i-j}$为某一时期i级景观生态风险区转化为j级景观生态风险区的转出率；$AREA_{(i-j)}$为某一时期i级景观生态风险区转化为j级景观生态风险区的面积（km²）；$AREA_{i1}$为某一时期期初i级景观生态风险区的面积（km²）；$ROUT_i$为某一时期i级景观生态风险区的转出率；$RIN_{(i,j)}$为某一时期i级景观生态风险转为j级景观生态风险区的转入率；$AREA_{j2}$为某一时期期末j级景观生态风险区的面积（km²）；RIN_j为某一时期j级景观生态风险区的转入率。

2 结果与讨论

2.1 地统计分析

2.1.1 景观生态风险指数统计特征 表1是4期527块景观生态小区景观风险指数的统计特征值。可以看出,2000年、2005年和2010年的均值都接近0.5,2015年均值稍高,为0.685。从表1中的偏度和峰度系数可见研究区景观生态风险指数呈正态分布。

表1 研究区景观风险指数统计特征值

Tab.1 Statistical characteristic values of landscape risk index in the study area

年份	中位数	均值	标准差	偏度	峰度	方差
2000	0.500	0.501	0.118	-0.364	1.607	0.014
2005	0.500	0.501	0.118	-0.364	1.607	0.014
2010	0.464	0.476	0.103	0.884	5.376	0.011
2015	0.691	0.685	0.142	-0.682	1.342	0.020

2.1.2 景观生态风险空间变异结构特征 本研究中步长设为10 km,共22组,小于样点间最大距离的一半,且各年景观生态风险样本数据(527个生态风险小区的景观生态风险指数)呈正态分布,满足地统计分析要求。

从2000—2015年,景观生态风险的块金值都比较小(表2,图3),说明随机部分的景观生态风险空间异质性比较小,而自相关变异较大。基台值也都比较小,表明榆林市景观生态风险的空间异质性总体来讲比较低。相对来说,2015年景观生态风险总的空间异质性程度最高,而2010年总的空间异质性最低。2000年、2005年、2010年和2015年景观生态风险在研究区域上,由随机因素引起的空间异质性分别占总空间异质性的41.240%、49.752%、49.574%和34.526%,且主要体现在10 km以下尺度上;而由空间自相关引起的空间异质性分别占总空间异质性的58.760%、50.248%、50.426%和65.474%,分别体现在10.0~57.4 km、10.0~835.2 km、10.0~294.3 km和10.0~122.4 km范围内。2005年和2010年由随机部分引起的空间异质性程度比2000年高。可见,2000年资源开发、退耕还林

表2 榆林市景观生态风险半变异函数理论模型参数

Tab.2 Theoretical model of semivariograms and parateters of landscape ecological risk in Yulin

年份	模型	块金值	基台值	块金值/基台值/%	变程/km	r^2	残差($\times 10^{-6}$)
2000	球状模型	0.005 36	0.013 32	41.240	57.4	0.874	9.211
2005	指数模型	0.010 03	0.020 16	49.752	835.2	0.764	16.630
2010	指数模型	0.005 82	0.011 74	49.574	294.3	0.890	5.391
2015	球状模型	0.007 14	0.020 68	34.526	122.4	0.979	7.570

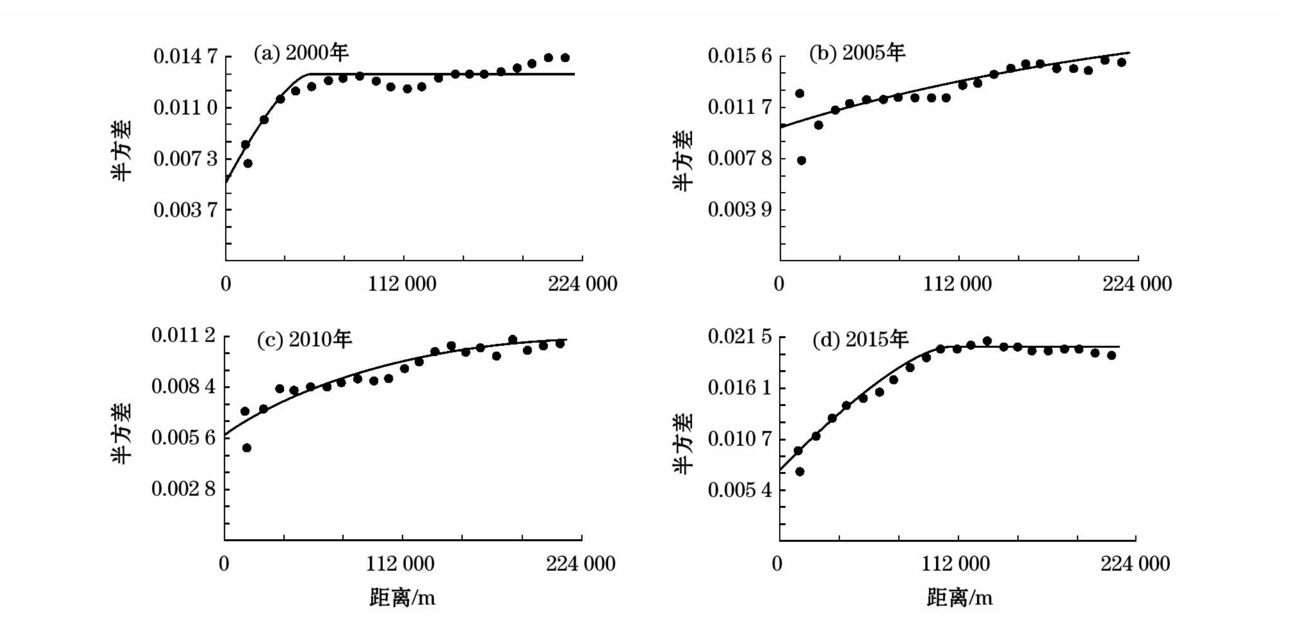


图3 榆林市不同年份景观生态风险半方差

Fig.3 Semivariograms for landscape ecological risk in Yulin of different years

等人为因素对景观生态风险的空间变异影响略小于由地形、气候等自然因素的影响，而2005年和2010年，人为因素和自然因素的影响基本相当，2015年空间异质性主要由自然因素引起。

块金值(C_0)与(C_0+C)基台值之比可以表明区域化变量空间相关性程度，当$C_0/(C_0+C)<25\%$时，变量具有强烈的空间相关性；在25%~75%时，区域化变量具有中等的空间相关性；当$C_0/(C_0+C)>75\%$时，变量空间相关性很弱[34,36]。从块金值与基台值之比来看，这4 a榆林市景观生态风险的块金值和基台值之比介于25%~75%之间，因此，景观生态风险空间相关性中等。

2.2 景观生态风险时间变化

就整个榆林市而言，2000年、2005年、2010年和2015年的景观生态风险指数分别为0.752、0.713、0.685和0.792。除2010年外，景观生态风险指数均大于0.7，说明榆林市景观生态风险比较大；从时间变化上来看，2000—2010年景观生态风险指数在下降，2010—2015年景观生态风险指数在增大。

从风险等级的时间动态变化来看(表3)，2000年、2005年和2010年，榆林以中度风险为主，其面积均占到整个榆林市的70%以上；2015年以高度风险为主；2005年和2010年没有极高度风险区。2010—2015年，中度风险区面积迅速减小，而高度风险区面积迅速增加，同时极高度风险区面积也在增加。2010年比2000年和2005年中度风险区面积有所增加，高度风险区面积有所减小。2000—2015年极高度风险区面积扩大近10.4%，高度风险区面积扩大近60%，中度风险区面积缩小较大。

表3 榆林各级景观生态风险占全区面积比

Tab.3 The area proportions of landscape ecological risk at all levels in the whole area in Yulin /%

风险级别	等级	2000年	2005年	2010年	2015年
低度风险	1	0	1.438	1.049	0
中度风险	2	79.066	92.614	97.951	9.536
高度风险	3	20.882	5.948	1.000	80.046
极高度风险	4	0.052	0	0	10.418
合计		100	100	100	100

从各级别的风险转化情况来看(表4)，2000—2005年，极高度风险区全部转为低度风险区，其次是高度风险区，转出率为80.414%，主要转向了中度风险区；低度风险区转入率最大，为100%，主要由中度和高度风险区转化而来。2005年与2000年相比，极高度风险区完全消失(图4)。从2005—2010年，低度风险区转出率高，为100%，转向了中度风险区，其空间位置完全发生了变化。其次为高度风险区，主要转向了中度风险区；低度风险区的转入率最高，接近100%，主要由中度风险区转化而来，其次为高度风险区(转入率为38.078%)。从2010—2015年，低度风险区全部转出，主要转为中度风险区，其次是中度风险区，转出率为91.512%，主要转向了高度风险区；转入率以极高度风险区和高度风险区最高，分别达到100%和98.966%，主要

表4 2000—2010年景观生态风险各等级之间的转化

Tab.4 Transition ratios of different landscape ecological risk levels in Yulin from 2000 to 2010 /%

转换类型	2000—2005年		2005—2010年		2010—2015年		2000—2015年	
	转出率	转入率	转出率	转入率	转出率	转入率	转出率	转入率
2→1	1.406	77.324	1.131	99.855	0	0	0	0
3→1	1.561	22.676	0	0	0	0	0	0
1→2	–	–	100.000	1.466	84.115	9.256	–	–
3→2	78.853	17.779	89.588	5.440	0.346	3.553	1.775	3.887
4→2	100.000	0.057	–	–	–	–	0	0
4→3	0	0	–	–	–	–	100.000	0.065
2→3	2.350	31.237	0.411	38.078	80.876	98.966	81.637	80.637
3→4	0	0	0	0	0	0	24.252	48.609
2→4	0	0	0	0	10.636	100.000	6.772	51.391
1→3	–	–	0	0	15.885	0.208	–	–

注:2→1为中度风险区转化为低度风险区;3→1为高度风险区转化为低度风险区;1→2为低度风险区转化为中度风险区;3→2为高度风险区转化为中度风险区;4→2为极高度风险区转化为中度风险区;4→3为极高度风险区转化为高度风险区;2→3为中度风险区转化为高度风险区;3→4为高度风险区转化为极高度风险区;2→4为中度风险区转化为极高度风险区;1→3为低度风险区转化为高度风险区。

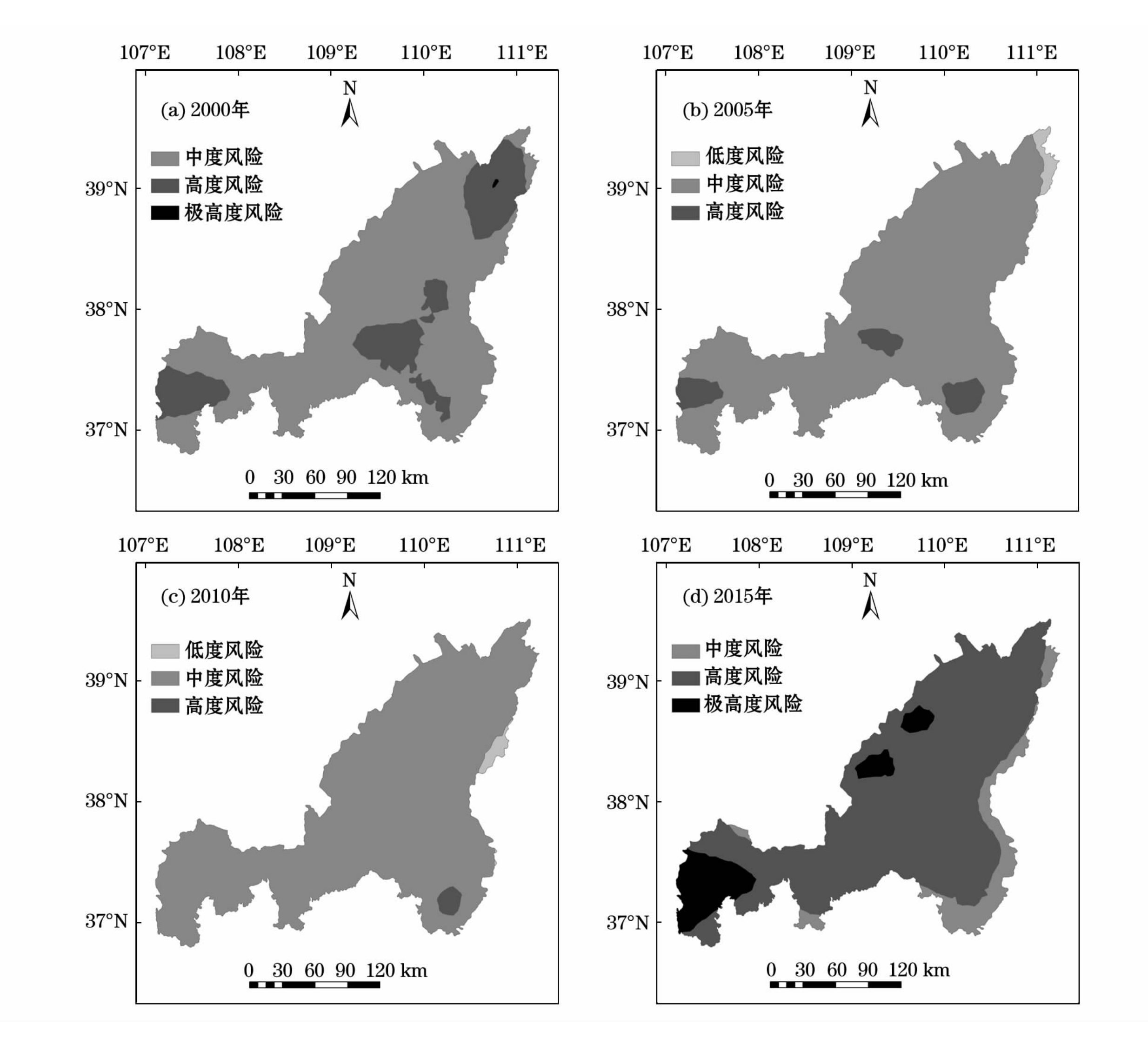


图 4　榆林市不同年份景观生态风险分布

Fig. 4　Distribution of landscape ecological risk in Yulin in different years

由中度风险区转化而来。2000—2015 年,极高度风险区全部转为高度风险区,81.637% 的中度风险区转为高度风险区;极高度风险区的转入率也达到 100%,其中 48.609% 由高度风险区转化而来,51.391% 由中度风险区转化而来。除此而外,高度风险区的转入也很高,达到 80.702%。

榆林市景观生态风险及其变化受自然条件及人类活动的共同影响。自然方面主要受气候、地形、植被及地表组成物质等的影响。榆林市地处半干旱的温带,降水稀少,水资源短缺,西北部为风沙草滩区,东南部为黄土丘陵沟壑区,生态脆弱,加之区内矿产资源丰富,资源开发等人为活动强烈,因而,其整体景观生态风险较高。榆林气温呈现增加趋势[37-38],而降水呈现不稳定性[38],这会导致景观生态风险的增强。

人为活动方面,自 2003 年原国家计委批准陕北能源化工基地在榆林启动建设以来,榆林市发展加速,已经形成榆林和神府 2 个经济开发区,榆神煤化工、榆横煤化工等 6 个工业园区。2000—2010 年,累计建成各类重点项目 70 个,完成投资 1.26×10^{11} 元。2010 年以后能源化工基地继续建设,2010—2015 年,建成转化产能煤基甲醇 2.20×10^{6} t、煤制甲醇醋酸 2.00×10^{5} t、煤制油品 1.60×10^{6} t、聚氯乙烯 1.35×10^{6} t、聚乙烯 1.20×10^{6} t、聚丙烯 1.20×10^{6} t、兰炭 5.00×10^{7} t。这些工业项目大都以煤化工、盐化工、煤电等高耗水行业为主,而全市水资源总量约 32×10^{8} m^3,人均水资源 865 m^3,远低于陕西省和全国平均水平,属重度缺水地区,加之原煤、原油等工业品产量逐年增长(表 5),因而更加剧了水资源的消耗,使地表水减少,地下水系破坏,地下水

位下降,湿地面积萎缩,从而增大景观生态风险。如仅神木县境内就有 10 条河断流、20 多眼泉井干枯,乌兰木伦河的河床被占去 90%。全榆林市湖泊由开发前的 869 个减少为 79 个。2000 年能源化工基地建设尚未启动,因此,景观生态风险的空间异质性主要由自然因素引起。而到 2005 年和 2010 年,随着能源化工基地建设启动和实施,许多工矿项目入驻,人为影响逐渐增大,随机因素引起的空间变异接近 50%,这时人为因素和自然因素对空间异质性的影响相当。到了 2015 年,由随机因素引起的空间异质性下降到 34.526%,可能是工农业生产活动的增强导致了某些自然因素,如水,成为影响景观生态风险空间变异的主要因素,关于这一点有待进一步深入研究。

退耕还林还草也是人为活动的一个主要方面。1999—2006 年是榆林退耕还林还草工程实施的主要时期,2006 年之后,退耕还林还草规模逐渐减小,到后期耕地数量不降反增(表 6),林地在 2005 年后逐渐减少,牧草地在 2000—2013 年期间一直在减少,而建设用地和工矿用地一直在增加,在短短的 2010—2013 年的 3 a 中,二者的增加量比 2000—2005 年间的增加量还要大,后期耕地、建设用地及工矿用地的增加无疑会增加景观破碎化,导致景观生态敏感性增强。初期,退耕还林还草工程实施,工业园区建设等活动处于建设期,引进的项目不多,建设活动相对来说比较少,加之好多项目还没投产,风险逐年减小;但后期随着退耕还林还草工程实施减缓,或任务完成,入驻工业园区的企业越来越多,生产规模越来越大,产能越来越大,对水资源的消耗也会越来越大,水资源矛盾越来越突出,如 2004 年工业用水量为 0.529×10^8 m^3,2010 年为 1.297×10^8 m^3,到 2013 年为 1.796×10^8 m^3,除了工业用水外,农业也是用水大户,2005 年后,耕地不断增加,无疑增加了水资源的消耗,2004 年榆林农业用水量 4.927×10^8 m^3,2010 年为 4.920×10^8 m^3,到 2013 年为 5.296×10^8 m^3[39],生态环境的变化具有一定的滞后性,因此,2000—2010 年生态风险指数减小,2015 年生态风险指数又增大。

2.3 景观生态风险空间分异

从景观生态风险的空间差异来看,2000 年、2005 年和 2010 年,风沙滩地区和黄土丘陵区都以中度风险为主,风沙滩地区这 3 a 中度风险区占到该区面积的 96% 以上(表 7),2010 年中度风险区面积接近 100%。黄土丘陵沟壑区中度风险面积从 2000 年的 67.453%,到 2005 年的 88.715%,再到 2010 年的 96.593%,逐渐增大,到 2010 年已占绝对优势。2015 年,空间分布格局出现了明显变化,黄土丘陵区和风沙滩地区均以高度风险为主,不仅如此,2 个区域均出现了 10% 以上的极高度风险区。

风沙滩地区气候为温带半干旱气候,年降水量多在 400 mm 以下, 蒸发量在 1 000 mm 以上, 地貌

表 5 榆林部分工业品产量

Tab. 5 Outputs of some industrial products inYulin

年份	原煤	原油	原盐	洗煤	精甲醇	聚氯乙烯	兰炭	天然气	发电量
	/10⁴ t							$/10^8\ m^3$	$/10^8$ kW·h
2000	3 125.0	89.00	7.50	–	–	–	–	34.00	–
2005	6 560.3	476.40	26.30	–	46.88	–	–	60.50	68.45
2010	25 732.0	983.00	40.98	–	119.86	16.41	959.56	109.86	356.96
2015	36 103.5	1 186.94	134.80	7 053.05	222.07	131.36	2 499.11	151.13	629.34

注:数据来源于榆林市国民经济和社会发展统计公报。

表 6 2000—2013 年主要土地利用类型的变化

Tab. 6 Land use change in Yulin from 2000 to 2013

$/hm^2$

时段	耕地	园地	林地	牧草地	建设用地	工矿用地	荒草地	盐碱地	沙地
2000—2005 年	-62 093.98	23 804.79	176 115.506	-40 976.75	13 687.00	739.37	10 736.94	-233.40	-9 092.60
2005—2010 年	54 569.38	93 674.91	-31 493.513	-349 513.86	28 723.00	6 098.57	256 490.75	-8 658.47	-33 416.50
2010—2013 年	5 916.16	480.35	-8 881.950	-5 623.61	39 686.13	6 611.16	-410 726.81	-502.54	-2 618.72

注:负值表示减少,其余为增加;数据来源于 2000 年、2005 年、2010 年和 2013 年榆林市土地变更调查数据。

表 7　黄土丘陵沟壑区和风沙滩地区各级景观生态风险占其面积比

Tab. 7　The area proportions of landscape ecological risk at all levels in the loess hilly region and aeolian sandy region

/%

风险等级	2000 年		2005 年		2010 年		2015 年	
	Ⅰ区	Ⅱ区	Ⅰ区	Ⅱ区	Ⅰ区	Ⅱ区	Ⅰ区	Ⅱ区
1	0	0	2.392	0	1.743	0.006	0	0
2	67.455	96.551	88.715	98.488	96.593	99.994	15.395	0.712
3	32.458	3.449	8.893	1.512	1.664	0	73.991	89.165
4	0.087	0	0	0	0	0	10.614	10.123
合计	100	100	100	100	100	100	100	100

注:Ⅰ区为黄土丘陵沟壑区;Ⅱ区为风沙滩地区。

由东向西主要是沙漠和干湿沙滩,地带性植被以温带干草原和荒漠草原、沙化植被为主,土壤以风沙土为主,地下水丰富,地下水埋深 5 ~50 m。有丰富的煤炭、天燃气和盐类资源,近年来也是耕地补充的主要地区之一,区内有靖边能源化工综合利用产业园区、榆横工业区、榆神工业区等,因而人为活动强烈,风险较高。黄土丘陵沟壑区气候为暖温带半干旱气候,降水量 400 ~500 mm,降水主要集中在夏季,且多大雨和暴雨;地貌以墚峁和沟谷为主,地表破碎,起伏较大,地面坡度大;地下水埋深 150 ~250 m,严重缺水,只有在河谷川道,地下水丰富,埋深 50 ~150 m;生态脆弱,区内矿产主要有天然气、岩盐、煤等,区内有绥(德)米(脂)佳(县)盐化工业园区、吴堡煤焦化工业园区等,人为活动也较强烈,生态风险较高。可见,无论是风沙滩地区和黄土丘陵沟壑区,本身自然条件决定了其生态风险较高,加之,矿产资源开发等人为活动强烈,使生态风险更高。2 个区的生态风险时间动态变化主要还是人为因素引起的,根据 2013 年榆林气候公报数据(《2013 年气候公报》,榆林市气象局,2014 年 1 月),从 2000—2013 年位于风沙滩地区的最大胡泊——红碱淖水体面积一直呈减少趋势,即使在降水增多的年份,红碱淖水体面积也在减少,说明红碱淖水体面积减少不是气候因素,而是人为因素。

2.4　研究的局限性

本文只是研究了 4 个年份的情况,如果能逐年研究景观生态风险,能更好地反映其时间动态变化。水是影响榆林市景观生态的一个很重要的因素,本文只是从景观格局和 NDVI 角度来刻画景观生态风险,虽然 NDVI 是气候、水、土等的综合反映[40],但如果能够将水文因素纳入到景观生态风险评价中,会使研究更加完善,这也是今后努力的方向。

3　结 论

(1) 从 2000—2010 年,景观生态风险指数在减小,而 2010—2015 年景观生态风险指数在增大。2000 年、2005 年和 2010 年,以中度风险为主,2015 年以高度风险为主。2000—2010 年中度风险面积在扩大,高度风险区面积在减小,2010—2015 年高度风险区面积增加,中度风险区面积在减小。榆林市地处半干旱的温带,降水稀少,水资源短缺,生态脆弱,人类活动强烈,总体来说景观生态风险较高。退耕还林还草工程的实施使景观生态风险降低,能源化工基地生产规模扩大,生产能力提高,使景观生态风险增大。

(2) 榆林市景观生态风险空间变异较小,景观生态风险空间相关性中等。由随机因素引起的空间分异主要体现在 10 km 范围内,而由结构性因素引起的分异主要体现在 10 km 以外范围。气候、地貌、土壤等自然因素主要引起景观生态风险大范围的空间变异,人为因素主要引起小范围内的空间变异。

参考文献(References):

〔1〕 彭建,党威雄,刘焱序,等. 景观生态风险评价研究进展与展望〔J〕. 地理学报,2015,70(4):664 -677.〔Peng Jian,Dang Weixiong,Liu Yanxu,et al. Review on landscape ecological risk assessment〔J〕. Acta Geographica Sinica,2015,70(4):664 -677.〕

〔2〕 赵卫权,杨振华,苏维词,等. 基于景观格局演变的流域生态风险评价与管控——以贵州赤水河流域为例〔J〕. 长江流域资源与环境,2017,26(8):1 218 -1 227.〔Zhao Weiquan,Yang Zhenhua,Su Weici,et al. Ecological risk assessment and management of watershed based on landscape pattern change:A case study of Chishui River basin in Guizhou〔J〕. Resources and Environment in the Yangtze Basin,2017,26(8):1 218 -1 227.〕

〔3〕 张月,张飞,周梅,等. 干旱区内陆艾比湖区域景观生态风险评价及时空分异〔J〕. 应用生态学报,2016,27(1):233 -242.

〔Zhang Yue, Zhang Fei, Zhou Mei, et al. Landscape ecological risk assessment and its spatio-temporal variations in Ebinur Lake region of inland arid area〔J〕. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(1): 233 – 242. 〕

〔4〕 巩杰, 赵彩霞, 谢余初, 等. 基于景观格局的甘肃白龙江流域生态风险评价与管理〔J〕. 应用生态学报, 2014, 25(7): 2 041 – 2 048. 〔Gong Jie, Zhao Caixia, Xie Yuchu, et al. Ecological risk assessment and its management of Bailongjiang watershed, southern Gansu based on landscape pattern〔J〕. Chinese Journal of Applied Ecology, 2014, 25(7): 2 041 – 2 048. 〕

〔5〕 潘竟虎, 刘晓. 疏勒河流域景观生态风险评价与生态安全格局优化构建〔J〕. 生态学杂志, 2016, 35(3): 791 – 799. 〔Pan Jinghu, Liu Xiao. Landscape ecological risk assessment and landscape security pattern optimization in Shule River Basin〔J〕. Chinese Journal of Ecology, 2016, 35(3): 791 – 799. 〕

〔6〕 刘永超, 李加林, 袁麒翔, 等. 象山港流域景观生态风险格局分析〔J〕. 海洋通报, 2016, 35(1): 21 – 29. 〔Liu Yongchao, Li Jialin, Yuan Qixiang, et al. Patterns of landscape ecological risks in Xiangshangang Bay Basin of China〔J〕. Marine Science Bulletion, 2016, 35(1): 21 – 29. 〕

〔7〕 巩杰, 谢余初, 赵彩霞, 等. 甘肃白龙江流域景观生态风险评价及其时空分异〔J〕. 中国环境科学, 2014, 34(8): 2 153 – 2 160. 〔Gong Jie, Xie Yuchu, Zhao Caixia, et al. Landscape ecological risk assessment and its spatiotemporal variation of the Bailongjiang Watershed, Gansu〔J〕. China Environmental Science, 2014, 34(8): 2 153 – 2 160. 〕

〔8〕 胡和兵, 刘红玉, 郝敬锋, 等. 流域景观结构的城市化影响与生态风险评价〔J〕. 生态学报, 2011, 31(12): 3 432 – 3 440. 〔Hu Hebing, Liu Hongyu, Hao Jingfeng, et al. The urbanization effects on watershed landscape structure and their ecological risk assessment〔J〕. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(12): 3 432 – 3 440. 〕

〔9〕 黄木易, 何翔. 近 20 年来巢湖流域景观生态风险评估与时空演化机制〔J〕. 湖泊科学, 2016, 28(4): 785 – 793. 〔Huang Muyi, He Xiang. Landscape ecological risk assessment and its mechnism in Chaohu Basin during the past almost 20 years〔J〕. Journal of Lake Sciences, 2016, 28(4): 785 – 793. 〕

〔10〕 刘永超, 李加林, 史小丽, 等. 1985—2015 年美国 Tampa Bay 流域景观生态风险态势研判〔J〕. 水土保持通报, 2016, 36(3): 125 – 130. 〔Liu Yongchao, Li Jialin, Shi Xiaoli, et al. Landscape ecological risk assessment in Tampa Bay Wateershed of America during 1985 – 2015〔J〕. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2016, 36(3): 125 – 130. 〕

〔11〕 刘世梁, 刘琦, 张兆苓, 等. 云南省红河流域景观生态风险及驱动力分析〔J〕. 生态学报, 2014, 34(13): 3 728 – 3 734. 〔Liu Shiliang, Liu Qi, Zhang Zhaoling, et al. Landscape ecological risk and driving force analysis in Red river Basin〔J〕. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(13): 3 728 – 3 734. 〕

〔12〕 吕乐婷, 张杰, 孙才志, 等. 基于土地利用变化的细河流域景观生态风险评估〔J〕. 生态学报, 2018, 38(16): 5 952 – 5 960. 〔Lü Leting, Zhang Jie, Sun Caizhi, et al. Landscape ecological risk assessment of Xi river Basin based on land-use change〔J〕. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(16): 5 952 – 5 960. 〕

〔13〕 卿凤婷, 彭羽. 基于景观结构的北京市顺义区生态风险时空特征〔J〕. 应用生态学报, 2016, 27(5): 1 585 – 1 593. 〔Qing Fengting, Peng Yu. Temporal and spatial characteristics of ecological risk in Shunyi, Beijing, China based on landscape structure〔J〕. Chinese Journal of Applied Ecology, 2016, 27(5): 1 585 – 1 593. 〕

〔14〕 郜红娟, 张朝琼. 2000—2020 年贵州省景观生态风险评估〔J〕. 四川农业大学学报, 2015, 33(2): 144 – 152. 〔Gao Hongjuan, Zhang Chaoqiong. Assessment of landscape ecological risk of Guizhou Province from 2000 to 2020〔J〕. Journal of Sichuan Agricultural University, 2015, 33(2): 144 – 152. 〕

〔15〕 Shen J X, Wang X H. Spatial-temporal changes in ecological risk of land use before and after grain-for-green policy in Zhengning County, Gansu Province〔J〕. Journal of Resources Ecology, 2013, 4(1): 36 – 42.

〔16〕 周迪, 施平, 吴晓青, 等. 烟台市城镇空间扩展及区域景观生态风险〔J〕. 生态学杂志, 2014, 33(2): 477 – 485. 〔Zhou Di, Shi Ping, Wu Xiaoqing, et al. Urbanization spatial expansion and regional landscape ecological risk of Yantai City〔J〕. Chinese Journal of Ecology, 2014, 33(2): 477 – 485. 〕

〔17〕 刘焱序, 王仰麟, 彭建, 等. 基于生态适应性循环三维框架的城市景观生态风险评价〔J〕. 地理学报, 2015, 70(7): 1 052 – 1 067. 〔Liu Yanxu, Wang Yanglin, Peng Jian, et al. Urban landscape ecological risk assessment based on the 3D framework of adaptive cycle〔J〕. Acta Ecologica Sinica, 2015, 70(7): 1 052 – 1 067. 〕

〔18〕 陈晶晶, 李天宏. 基于 PSR 模型和投影寻踪法的荆州市景观生态风险评价〔J〕. 北京大学学报(自然科学版), 2017, 53(4): 731 – 740. 〔Chen Jingjing, Li Tianhong. Landscape ecological risk analysis for Jingzhou City based on PSR model and projection pursuit method〔J〕. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2017, 53(4): 731 – 740. 〕

〔19〕 李杨帆, 林静玉, 孙翔. 城市区域生态风险预警方法及其在景观生态安全格局调控中的应用〔J〕. 地理研究, 2017, 36(3): 485 – 494. 〔 Li Yangfan, Lin Jingyu, Sun Xiang. An early warning method on ecological risk and its application to improve landscape ecological security pattern regulation〔J〕. Geographical Research, 2017, 36(3): 485 – 494. 〕

〔20〕 张甜, 刘焱序, 彭建, 等. 深圳市景观生态风险多尺度关联分析〔J〕. 生态学杂志, 2016, 35(9): 2 478 – 2 486. 〔Zhang Tian, Liu Yanxu, Peng Jian, et al. Correlation of the landscape ecological risk on multi-scales in Shenzhen City〔J〕. Chinese Journal of Ecology, 2016, 35(9): 2 478 – 2 486. 〕

〔21〕 田颖, 李冰, 王水. 江苏沿海地区景观格局的生态风险研究〔J〕. 水土保持研究, 2015, 22(1): 241 – 245. 〔Tian Ying, Li Bing, Wang Shui. Study on landscape ecological risk of the coastal areas of Jiangsu Province〔J〕. Research of Soil and Water Conservation, 2015, 22(1): 241 – 245. 〕

［22］ 郭意新,李加林,徐谅慧,等. 象山港海岸带景观生态风险演变研究［J］. 海洋学研究,2015,33(1):62－68.［Guo Yixin,Li Jialin,Xu Lianghui,et al. Change of landscape ecological risk on coastal zone of Xiangshangang Bay［J］. Journal of Marine Sciences,2015,33(1):62－68.］

［23］ 李加林,徐谅慧,杨磊,等. 浙江省海岸带景观生态风险格局演变研究［J］. 水土保持学报,2016,30(1):293－299.［Li Jialin,Xu Lianghui,Yang Lei,et al. Study on spatial pattern changes of landscape ecological risk on coastal zone of Zhejiang Province［J］. Journal of Soil and Water Conservation,2016,30(1):293－299.］

［24］ 吴莉,侯西勇,邸向红. 山东省沿海区域景观生态风险评价［J］. 生态学杂志,2014,33(1):214－220.［Wu Li,Hou Xiyong,Di Xianghong. Assessment of regional ecological risk in coastal zone of Shandong Province［J］. Chinese Journal of Ecology,2014,33(1):214－220.］

［25］ 杨阳,黄义雄,李潇,等. 海坛岛景观生态风险评价及时空分异［J］. 福建师范大学学报(自然科学版),2018,34(2):74－81.［Yang Yang,Huang Yixiong,Li Xiao,et al. Landscape ecological risk assessment and spatial and temporal differentiation of Haitan Island［J］. Journal of Fujian Normal University(Natural Science Edition),2018,34(2):74－81.］

［26］ 凡姚申,陈沈良,谷国传. 海岛景观生态风险演变研究——以舟山朱家尖岛为例［J］. 海洋通报,2016,35(1):1－10.［Fan Yaoshen,Chen Shenliang,Gu Guochuan. Change of island landscape ecological risk:A case study of Zhujiajian Island of Zhoushan［J］. Marine Science Bulletin,2016,35(1):1－10.］

［27］ 许宁,张广录,高志强,等. 河北太行山区土地利用变化及其景观生态风险分析［J］. 地球科学前沿,2013(3):353－360.［Xu Ning,Zhang Guanglu,Gao Zhiqiang,et al. Analysis of land use change and landscape ecological risk in Taihang Mountain,Hebei Province［J］. Advances in Geosciences,2013(3):353－360.］

［28］ 时卉,杨兆萍,韩芳,等. 干旱区高山湿地生态风险时空变化——以巴音布鲁克自然遗产地为例［J］. 干旱区研究,2015,32(3):614－621.［Shi Hui,Yang Zhaoping,Han Fang,et al. Analysis of ecological risk temporal-spatial change in arid alpine wetland:A case study of Bayanbulak World Natural Heritage Site［J］. Arid Zone Research,2015,32(3):614－621.］

［29］ 吴健生,乔娜,彭建,等. 露天矿区景观生态风险空间分异［J］. 生态学报,2013,33(12):3 816－3 824.［Wu Jiansheng,Qiao Na,Peng Jian,et al. Spatial variation of landscape eco-risk in open mine area［J］. Acta Ecologica Sinica,2013,33(12):3 816－3 824.］

［30］ 任金铜,莫世江,陈群利. 贵州夹岩水利枢纽区域景观生态风险评价研究［J］. 环境科学与技术,2018,41(4):182－189.［Ren Jintong,Mo Shijiang,Chen Qunli. Study on landscape ecological risk assessment of Jiayan water conservancy regions in Guizhou［J］. Environmental Science & Technology,2018,41(4):182－189.］

［31］ 刘琦,刘世梁,赵清贺,等. 漫湾水电站建设的景观生态风险时空分异及影响因子研究［J］. 安全与环境学报,2012,12(6):113－118.［Liu Qi,Liu Shiliang,Zhao Qinghe,et al. Landscape ecological risk and the influential factors of Manwan hydropower station under construction［J］. Journal of Safety and Environment,2012,12(6):113－118.］

［32］ 周汝佳,张永战,何华春. 基于土地利用变化的盐城海岸带生态风险评价［J］. 地理研究,2016,35(6):1 017－1 028.［Zhou Rujia,Zhang Yongzhan,He Huachun. Ecological risk assessment based on land use changes in the coastal area in Yancheng city［J］. Geographical Research,2016,35(6):1 017－1 028.］

［33］ 曹祺文,张曦文,马洪坤,等. 景观生态风险研究进展及基于生态系统服务的评价框架:ESRISK［J］. 地理学报,2018,73(5):843－855.［Cao Qiwen,Zhang Xiwen,Ma Hongkun,et al. Review of landscape ecological risk and an assessment framework based on ecological services:ESRISK［J］. Acta Geographica Sinica,2018,73(5):843－855.］

［34］ Zolfaghari Z,Ayoubi S,Mosaddeghi M R. Spatial variability of some soil shrinkage indices in hilly calcareous region of western Iran［J］. Soil & Tillage Research,2015,150:180－191.

［35］ 石玉琼,李团胜,史小惠,等. 榆林地区景观生态敏感性时空特征［J］. 国土资源遥感,2017,29(2):167－172.［Shi Yuqiong,Li Tuansheng,Shi Xiaohui,et al. Spatial-temporal characteristics of landscape ecological sensitivity in Yulin area［J］. Remote Sensing for Land & Resources,2017,29(2):167－172.］

［36］ Bitencourt D G B,Barros W S,Timm L C,et al. Multivariate and geostatistical analyses to evaluate lowland soil levelling effects on physico－chemical properties［J］. Soil & Tillage Research,2016,156:63－73.

［37］ 胡亚飞,包光,王红桃. 榆林市 1951—2012 年气温变化特征［J］. 地球环境学报,2017,8(2):127－136.［Hu Yafei,Bao Guang,Wang Hongtao,et al. Analysis on air temperature variation trend in Yulin from 1951 to 2012［J］. Journal of Earth Environment,2017,8(2):127－136.］

［38］ 方兰,延军平. 近 50 年来榆林市气候变化特征及其对气候生产力的影响研究［J］. 江西农业学报,2012,24(5):148－152.［Fang Lan,Yan Junping. Study on characteristic of climatic variation in Yulin City in recent 50 years and its impact on climate productivity［J］. Acta Agriculturae Jiangxi,2012,24(5):148－152.］

［39］ 张翔宇. 榆林市水资源开发利用及其状况分析［J］. 陕西水利,2015(6):118－120.［Zhang Xiangyu. Analysis of water resources development and utilization in Yulin［J］. Shaanxi Water Resources,2015(6):118－120.］

［40］ 王涛,杨梅焕. 榆林地区植被指数动态变化及其对气候和人类活动的响应［J］. 干旱区研究,2017,34(5):1 133－1 140.［Wang Tao,Yang Meihuan. Dynamic change of NDVI and its response to climate change and human activities in Yulin,Shaanxi Province,China［J］. Arid Zone Research,2017,34(5):1 133－1 140.］

Landscape Ecological Risk and Its Spatiotemporal Variation in Yulin

SHI Yu-qiong[1,2,3], WANG Ning-lian[2,3], LI Tuan-sheng[4], WANG Han[4]

(1. *College of Forestry*, *Shanxi Agricultural University*, *Taigu* 030800, *Shanxi*, *China*;

2. *College of Urban and Environmental Sciences*, *Xi'an* 710124, *Shaanxi*, *China*;

3. *Shaanxi Province Key Laboratory of Surface System and Environmental Carrying Capacity*, *Xi'an* 710124, *Shaanxi*, *China*;

4. *College of Earth and Resources Sciences*, *Chang'an University*, *Xi'an* 710054, *Shaanxi*, *China*)

Abstract: The ETM remote sensing images in 2000, 2005, 2010 and 2015 were taken as the data sources to conduct the comprehensive index of landscape ecological risk in Yulin based on the landscape pattern, ecological sensitivity and vegetation productivity. The ArcGIS 10.2 and GS+9.0 software were used as the platforms to study the spatiotemporal differentiation of landscape ecological risk in the study area. The results showed that the landscape ecological risk in Yulin was holistically high. Risk of the main part of the regional landscape ecological ecosystem was moderate in 2000, 2005 and 2010, but high in 2015. From 2000 to 2010, the area with moderate risk was enlarged, but that with high risk was reduced. From 2010 to 2015, the area with moderate risk was reduced rapidly, but that with high risk was enlarged rapidly. The spatial variation of landscape ecological risk was low in Yulin, and the spatial correlation of landscape ecological risk was moderate. The effect of natural factors (such as landform and climate) on the spatial variation of landscape ecological risk was slightly higher than that of human factors in 2000, and it was almost equal to each other in 2005 and 2010. In 2015, however, the effect of natural factors on the spatial variation of landscape ecological risk was high.

Key words: landscape ecological; risk index; spatiotemporal variation; structural feature; Yulin; Shaanxi Province